

ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ПРИРОДНИХ ВОДОЙМ ЗА ДІЇ КСЕНОБІОТИКІВ

Курбатова І.М., Захаренко М.О., Тупицька О.М.

Національний університет біоресурсів і природокористування України
вул. Героїв Оборони, 15, 03041, м. Київ
innakurbatova@ukr.net

Узагальнено критерії оцінки екологічного стану водойм, що базуються на дослідженні структури водних екосистем, показників біорізноманіття, функціональних особливостей представників фіто- та зоопланктону, біопродуктивності об'єктів аквакультури, морфометричних ознак, морфологічних показників у безхребетних і риб, окремих компонентів пластичного обміну у тканинах. Основними показниками іхтіофауни, що рекомендовано використовувати як біоіндикатори якості води і стану гідро екосистем, є наявність хромосомних мутацій, зміна кількості та форми хромосом, міксоплоїдія, лінійно-вагові показники, співвідношення статей, плодючість, асиметрія, видове, трофічне та таксономічне розмаїття. Найбільш доцільними виявились дослідження структури ДНК, яка може змінюватись у відповідь на дію поллютантів. Більш доступним способом біоіндикації якості води є популяційний рівень, який включає контроль за лінійним розмаїттям особин, співвідношенням статей у популяції, наявністю особин із морфологічними відхиленнями й абсолютною плодючістю риб. Для біоіндикації водних об'єктів з використанням іхтіофауни розроблено спеціальні схеми, які включають морфологічні, генетичні, популяційні та біоценотичні характеристики риб. Біотестування якості води з використанням водоростей базується на дослідженні впливу токсикантів на кількість клітин, їхню морфологію, ультраструктуру та процеси фіксації азоту. Гідро екологічну оцінку стану водних екосистем рекомендують проводити за фізичними показниками та хімічним складом води, а також її біологічною складовою частиною. Як критерії екологічного стану водойм рекомендують використовувати склад і розповсюдження представників зообентосу, стан якого контролюють за чисельністю і біомасою окремих видів, видовим розмаїттям, наявністю рідкісних і зникаючих видів.

Рекомендовані основні показники іхтіофауни для використання як біоіндикаторів якості води і стану гідро екосистем та ряд біологічних маркерів, які характеризують біохімічні процеси в організмі як біотести екологічного стану водойм. *Ключові слова:* екологічний стан, водойми, ксенобіотики, токсикологічна оцінка, біотестування, біоіндикація, маркери.

Ecological and toxicological assessment of natural waters under the action of xenobiotics. Kurbatova I., Zakharenko M., Tupytska O.

The criteria for assessing the ecological status of water bodies based on the study of the structure of aquatic ecosystems, biodiversity indicators, functional features of phyto- and zooplankton, bioproductivity of aquaculture objects, morphometric features, morphological indicators in invertebrates and fish, individual tissue components are summarized. The main indicators of ichthyofauna recommended for use as bioindicators of water quality and hydroecosystems are the presence of chromosomal mutations, changes in the number and shape of chromosomes, mixoploidy, linear weights, sex ratios, fertility, asymmetry, species, trophic and taxonomic diversity. The most appropriate were studies of the structure of DNA, which can change in response to the action of pollutants. A more accessible method of bioindication of water quality is the population level, which includes control over the linear diversity of individuals, the sex ratio in the population, the presence of individuals with morphological abnormalities and the absolute fertility of fish. Special schemes have been developed for the bioindication of water bodies using ichthyofauna, which include morphological, genetic, population and biocenotic characteristics of fish. Bioassay of water quality using algae is based on the study of the effect of toxicants on the number of cells, their morphology, ultrastructure and nitrogen fixation processes. Hydroecological assessment of aquatic ecosystems is recommended for physical indicators and chemical composition of water, as well as its biological component. As criteria for the ecological status of water bodies, it is recommended to use the composition and distribution of zoobenthos, the condition of which is controlled by the number and biomass of individual species, species diversity, the presence of rare and endangered species.

The main indicators of ichthyofauna are recommended for use as bioindicators of water quality and the state of hydro ecosystems and a number of biological markers that characterize biochemical processes in the body as bioassays of the ecological state of water bodies. *Key words:* ecological condition, reservoirs, xenobiotics, toxicological assessment, biotesting, bioindication, markers.

Постановка проблеми. Структура водних екосистем, окрім природних чинників, залежить від значної кількості зовнішніх факторів, які впливають на стан популяцій, міжвидові зв'язки, склад і властивості водного середовища, фізіолого-біохімічні процеси в гідробіонтів, видовий склад і чисельність іхтіофауни [5; 6; 9; 21; 26].

Однак, незважаючи на низку природоохоронних заходів, антропогенний тиск на водні екосистеми посилюється внаслідок збільшення скиду у природні та штучні водойми значних обсягів техноло-

гічних стічних вод промислових підприємств і енергетичних об'єктів, а останнім часом також і великих комплексів із виробництва продукції тваринництва, переробних підприємств харчової промисловості, об'єктів ветеринарної медицини [2; 3; 6; 8].

Відходи цих підприємств містять значну кількість забруднювачів води і здатні порушувати функціонування природних екосистем не тільки в зоні їхньої виробничої діяльності [2], але й поза її межами, коли потрапляють зі стічними водами у ґрунти, підземні та поверхневі води [21–23].

Погіршення гідрологічного режиму водних об'єктів, порушення видового складу компонентів, зміна структурно-функціональної організації водних екосистем під впливом гідромеліоративних робіт, атмосферних опадів, радіонуклідів, пестицидів, комунально-побутових стоків, рідких відходів підприємств і тваринницьких об'єктів, органічних і мінеральних добрив, засобів захисту рослин, діатомових водоростей, гельмінтів, дрейсени, адвентивації іхтіофауни, ксенобіотиків впливає на ембріональний розвиток та виживаність личинок, морфологічні показники крові, пластичний обмін у тканинах риб, що робить необхідним виявлення низки нових критеріїв біотестування водойм рибогосподарського призначення.

Матеріали та методи. Аналіз літературних джерел свідчить про існування значної кількості критеріїв оцінки екологічного стану водойм, заснованих на дослідженнях стану популяцій фіто- і зооценозів, морфометричних ознак, морфологічних показників у безхребетних і риб, окремих компонентів пластичного обміну у тканинах. Що ж стосується оцінки екологічного стану водойм у зоні діяльності тваринницьких підприємств, то вона потребує подальших пошуків ефективних критеріїв, заснованих на дослідженнях стану іхтіоценозів.

Обговорення. Антропогенний вплив на водні екосистеми протягом тривалого часу змінив їхній екологічний стан і значною мірою визначив подальшу еволюцію біологічних складників, особливо взаємодії гідробіонтів з абіотичним середовищем [1; 16]. Екологічний стан природних водойм оцінюють шляхом біоіндикації, яка ґрунтується на дослідженні структури водних екосистем, показників біорозмаїття, функціональних особливостей представників фіто- та зоопланктону, біопродуктивності об'єктів аквакультури [1; 7; 14; 16]. Зі збільшенням техногенного навантаження на природні водойми роль біоіндикації в оцінці їхнього екологічного стану зростає. Для оцінки якості води, окрім характеристик водяних безхребетних, водоростей і вищих водяних рослин, використовують популяційні та ценотичні характеристики іхтіофауни [1; 9]. Для біоіндикації водних об'єктів із використанням іхтіофауни розроблено спеціальні схеми, які включають морфологічні, генетичні, популяційні та біоценотичні характеристики риб [1; 5].

Із цією метою використовують загальноприйняту екологічну класифікацію поверхневих вод України [16]. Згідно з даною класифікацією поверхневі води України поділено на п'ять класів і сім категорій, які враховують цілу низку фізичних показників, хімічний склад, трофічність, сапробність та санітарно-гігієнічну характеристику [16].

Навантаження на навколишнє середовище, яке зростає із року в рік, різними хімічними токсикантами, зокрема й антропогенного походження, передбачає використання сучасних методів контролю екологічного стану водойм, який передбачає врахування

негативного впливу забруднювачів на організм тварин, людей і різних видів гідробіонтів, оскільки здебільшого вони володіють мутагенними й ембріотоксичними властивостями [1; 5; 14]. Негативний вплив токсикантів різного механізму дії на тварин може проявлятися не тільки шляхом зміни фізіологічних функцій організму [7; 16], але й безпосередньо на структурі клітин, окремих її компонентів [32], ланок або, загалом, на метаболізм клітини через зміну активності ензимів [25].

Основними ж показниками іхтіофауни, що рекомендовано використовувати як біоіндикатори якості води і стану гідроекосистем, є наявність хромосомних мутацій, зміна кількості та форми хромосом, міксоплоїдія, лінійно-вагові показники, співвідношення статей, плодючість, асиметрія, видове, трофічне і таксономічне розмаїття та деякі інші [16; 32]. Наведені генетичні, морфологічні та ценотичні характеристики іхтіофауни здебільшого дають можливість правильно оцінити екологічний стан водного об'єкта, намітити перспективи його оздоровлення в разі виявлення суттєвих відхилень від норми. Так, зміна кількості і структури хромосом, соматичних клітин може відбуватися внаслідок негативного впливу різних ксенобіотиків водного середовища на іхтіофауну і неспроможності останньої елімінувати ці чинники за допомогою імунної системи [7].

Такі зміни на генетичному рівні в соматичних клітинах риб під дією токсикантів, які можуть бути інтегральним показником розвитку і гомеостазу, характеризують наявність мутагенних чинників водних середовищ і ефективність імунної системи риб [1]. Зміна кількості та структури хромосом впливає на генетичний апарат соматичних клітин, що веде до порушення метаболічних процесів у тканинах.

Зважаючи на генотоксичність багатьох забруднювачів води, було рекомендовано використовувати низку біологічних маркерів, які характеризують біохімічні процеси в організмі, як біотести екологічного стану водойм [27]. Найбільш доцільними виявились дослідження структури ДНК, яка може змінюватись у відповідь на дію поллютантів [27].

Зміна послідовності або руйнування (випадання) нуклеотидів у ланцюзі ДНК може бути одним із важливих тестів негативного впливу токсикантів, зокрема води, на гідробіонтів. Найбільший інтерес щодо виявлення цього впливу на організм становлять показники, що характеризують ступінь пошкодження молекули ДНК, який встановлюють за допомогою методу ДНК-комет [10; 27].

Останнім часом велике значення для оцінки якості води надають дослідженням наночастинок, виробництво яких із року в рік зростає значними темпами [33]. Показано вплив різних наночастинок на різні біологічні об'єкти, зокрема риб, земноводних і людей. Окрім того, проведеними дослідженнями встановлено, що додавання іонів або наночастинок міді у воду викликає деструктивні зміни молекули

ДНК зябер і травної залози двостулкового моллюска (*Mytilus trossalus* L.), що свідчить про негативний вплив наночастинок міді на гідробіонтів [10; 11].

Дослідженнями встановлено, що в моллюсків, виловлених із морських прибережних акваторій, які зазнають постійного антропогенного навантаження, встановлені значні пошкодження молекули ДНК, тоді як у тварин із чистої зони вказані зміни не спостерігались [10]. Індекс генетичного пошкодження виявився найвищим у моллюсків і гребінців із забрудненої полютантами зони порівняно з аналогічним показником у тварин із чистої зони. На основі проведених досліджень був зроблений висновок про пошкодження ДНК клітин зябер моллюсків, що вказує на виникнення патологічних змін у досліджуваному органі. Одержані дані підтверджують зроблений висновок про негативний вплив забруднювачів води на структуру молекул ДНК, що в кінцевому підсумку викликає появу мутацій і руйнування клітин [10].

Більш доступним способом біоіндикації якості води і стану гідроекосистем є популяційний рівень, який включає контроль за лінійним розмаїттям особин, співвідношенням статей у популяції, наявністю особин із морфологічними відхиленнями (асиметрія), абсолютною плодючістю риб [1]. Вплив ксенобіотиків різного механізму дії на вищевказані характеристики пов'язують із відхиленнями маси тіла та лінійних промірів риб різних вікових груп від стандарту, зміною співвідношення статей у популяції, кількості променів і пелюсток у зябрових дугах, грудних і черевних плавцях, кількості лусок у бічній лінії різних сторін тулуба. Окрім того, до уваги беруть кількість особин із вираженою асиметрією органів, показниками асиметрії відповідних вікових груп особин у популяції, а також кількість ікринок у яєчниках самок [1; 12].

Біоіндикацію якості води і стану водних екосистем на ценотичному рівні рекомендують проводити за видовим і таксономічним розмаїттям, трофічним розмаїттям груп риб, різноманіттям риб із різним ступенем стено- і еврибіонтності, різноманітністю риб із морфологічною асиметрією та деякими іншими характеристиками популяцій гідробіонтів [1; 14; 16]. Уважають, що вищенаведені показники будуть мати значення в риб різних популяцій за оптимальних для них характеристик якості води [1; 16].

Для різних трофічних угруповань водних екосистем дуже чисті води, брудні і дуже брудні, які відносять до оліготрофних, олігосапробних, гіпертрофних і полісапробних, є небажаними, оскільки вони негативно впливають на ценотичні характеристики їх фауни [16; 20; 28; 32]. Максимальне трофічне розмаїття характерне зазвичай для водних екосистем за середніх показників якості води [14]. З погіршенням якості води внаслідок надходження у водойми ксенобіотиків частка видів риб з асиметричними ознаками зростає, що свідчить про погіршення екологічного стану водних екосистем.

На основі вищевикладеного можна зробити висновок, що зі зростанням забрудненості, трофності та сапробності води співвідношення окремих угруповань риб буде змінюватись через зниження кількості особин стенобіотичних видів.

Гідроекологічну оцінку стану водних екосистем низка авторів рекомендують проводити за комплексною характеристикою, в основу якої покладено фізичні показники і хімічний склад води, а також її біологічну складову частину [16; 25], що значною мірою відповідає нормативним документам країн Європейського Союзу (далі – ЄС) [4]. Згідно з вимогами директиви ЄС пріоритетною в оцінці екологічного стану водних екосистем повинна залишатись біологічна складова частина, яка включає характеристику різних угруповань водного об'єкта. Як критерії екологічного стану водойм рекомендують використовувати склад і розповсюдження представників зообентосу [4], стан якого контролюють за чисельністю і біомасою окремих видів, видовим розмаїттям, наявністю рідкісних і таких, що зникають, видів відповідно до методичних рекомендацій. Окрім того, для оцінки якості води гідроекосистем рекомендовано використовувати індекс Вудівіса [25], який характеризує стан розмаїття водних угруповань індикаторних груп деякої макрофауни.

Використання сучасних методик оцінки екологічного стану природних водойм із різним рівнем антропогенного тиску показало їхню перспективність і ефективність [25]. За характеристиками показників макрофауни безхребетних, а саме: їхньою чисельністю, біомасою, видовим розмаїттям, індексом Вудівіса, запропоновано класифікацію екологічного стану водойм урбанізованих територій за допомогою спеціальної шкали. Автори рекомендують для більш точної характеристики екологічного стану природних водойм одержані результати порівнювати з референтними характеристиками даного водного об'єкта до здійснення антропогенного тиску на гідроекосистему.

Характеристику референтних умов для різних видів водних об'єктів рекомендовано проводити за спеціальними таблицями, запропонованими River Quality Biological Assessment (RQBA). Отже, за допомогою кількісних характеристик і показників біорозмаїття бентосних та фітофільних угруповань можна здійснити оцінку екологічного стану природних водойм та запропонувати ефективні методи їх відновлення за дії антропогенних чинників.

Метод біотестування широко використовується і для оцінки екологічного стану морських акваторій, особливо в зоні скиду великих об'ємів води річками, забрудненими промисловими та комунальними стічними водами. Найбільш чутливими до дії ксенобіотиків води є різні види ракоподібних [16]. Найменш стійкими до таких забруднювачів води, як важкі метали, нафтопродукти, феноли, є мізиди (*Crustacea*:

Mysidacea), на відміну від веслоногих ракоподібних, личинок і молоді креветок, молоді риби [16].

Для виявлення характеру забруднень, їхньої інтенсивності та тривалості надходження у водні об'єкти низка авторів рекомендують використовувати мікробіологічні тести [30]. Із цією метою у воді контролюють чисельність сапрофітних гетеротрофних бактерій, бактерій групи кишкової палички, фенолрезистентних і вуглеводноокиснювальних бактерій. Причому найбільш ефективним тестом під час установаження забруднення води є співвідношення кількості грам-позитивних до грамнегативних бактерій. У чистих водоймах число грам-позитивних бактерій значно переважає кількість грамнегативних. У разі антропогенного забруднення води число грамнегативних бактерій значно зростає [30]. У разі надходження у воду органічних забруднювачів у ній збільшується кількість паличкоподібних форм, а під час їх розпаду на завершальній стадії – коковидних форм бактерій [30]. Виявлено, що індикатором накопичення важкомінералізованих органічних сполук є поява у воді фенолрезистентних бактерій. Видовий склад та чисельність мікроорганізмів є складовою частиною чинних стандартів із класифікації й оцінки якості води водойм і водостоків за мікробіологічними показниками.

Антропогенний вплив на водні екосистеми пов'язують із дією ксенобіотиків органічного і неорганічного походження, які змінюють хімічний склад і гідробіологічний режим води, перебіг біологічних процесів у природних водоймах [14; 34]. Вищеперелічені критерії значною мірою визначають якість води та її придатність до використання [23]. Гідробіоти, які використовують воду як середовище існування, впливають на динамічну рівновагу фізичних і хімічних чинників, а також біологічні процеси у водоймі. Екотоксикологічну оцінку природних водойм проводять декількома сучасними методами, заснованими на дослідженнях якості води та природних угруповань, зокрема й індикаторних організмів водойми [20]. Останніми роками для оцінки антропогенного навантаження на природні водойми запропоновано метод екотоксикологічної оцінки, який включає цілий комплекс досліджень [20; 24]. Із цією метою рекомендовано використовувати різні бактерії родів *Pseudomonas*, *Escherichia*, *Aeromonas*, *Bacillus*, *Vibria*, *Coriobacter* тощо; водорості: *Chlorella vulgaris*, *Selenastrum capricornutum*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Scenedesmus acutus*; безхребетні: *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Ceriodaphnia affinis*, *C. reticulata*; риби: *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Lepomis macrochirus*, *Oncorhynchus mykiss* та інші [15; 25].

Токсичні властивості різних ксенобіотиків, що містять стічні води, установажують за нітрифікаційною здатністю *Nitrobacter*, а також за інтенсивністю процесів люмінесценції *Fotobacterium phosphoreum*. Для виявлення мутагенних властивостей токсикантів стічних вод використовують біотест із *Salmonella typhimurium* і *Escherichia coli*.

Біотестування якості води з використанням водоростей базується на дослідженні впливу токсикантів на кількість клітин, їхню морфологію, ультраструктуру, процеси фіксації азоту [23]. Дослідження гострої та хронічної токсичності ксенобіотиків за допомогою безхребетних включає визначення LC_{50} , а також цілої низки фізіологічних, морфологічних і генетико-цитологічних параметрів. У біотестуванні для встановлення механізмів негативного впливу токсикантів на живі організми використовують різні види іхтіофауни [35]. У гострому експерименті на рибах визначають летальну та напівлетальну дози токсиканта, а у хронічному – його вплив на фізіологічні функції, метаболічні процеси, морфологічні та генетичні параметри. Основними тестами є дослідження лінійних промірів, маси тіла, зовнішніх ознак риб, стану зябер, кількості дихальних рухів, ударів серця, поведінки, гематологічних, морфологічних, гістологічних показників, активності ензимів, процесів росту, відтворення тощо [20]. Як основні об'єкти під час дослідження механізмів впливу токсикантів на іхтіоценози рекомендують використовувати прісноводних риб: *Oncorhynchus mykiss*, *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Labeo rohita macrochirus* тощо [20; 24]. Основними показниками в риб, за якими оцінюють екологічний стан водних об'єктів, є морфологічні показники крові, поведінка, виживаність, ріст, розвиток, відтворення, а також зміни біохімічних показників крові, гепатопанкреаса і зябер [2; 35].

Окрім представників іхтіофауни, деякі дослідники рекомендують екологічну оцінку водойм у разі їх забруднення ксенобіотиками антропогенного походження проводити за деякими представниками зообентосу і паразитами риб. На основі досліджень впливу токсикантів на риб були встановлені ГДК різних ксенобіотиків у водоймах, які використовуються в рибогосподарських цілях [17].

Біоіндикація, як спосіб оцінки якості води, передбачає також контроль стану цілої низки компонентів гідроекосистем. Вона включає дослідження стану мікрофлори, перифітона, фіто- і зоопланктону, макрофітів, зообентосу [20]. Вказані критерії покладені в основу експертної оцінки екологічного стану водних об'єктів, який включає видовий склад, чисельність, біорозмаїття, співвідношення видів різної екологічної валентності, характеристику їхньої сапробності та функціональні характеристики водних угруповань [20; 31].

Запропоновані такі стани водних екосистем: фоновий, антропогенно екологічно напружений і антропогенно екологічний регрес. Ці стани водних екосистем побудовані на історії екологічних модифікацій, основою якої є розмежування стану екосистем за інтенсивністю метаболізму. Відповідно до стану водних угруповань запропоновано такі градації якості води: чиста, слабо забруднена, помірно забруднена і забруднена [22].

Оцінка якості води за методом екотоксикологічної діагностики ґрунтується на використанні біотестування як основного способу накопичення інформації про відносну токсичність ксенобіотиків, а також біоіндикації, що характеризує стан угруповань водних екосистем. Вказаний метод дає можливість виявити токсичну дію, механізми і вплив токсикантів на водні угруповання [13; 20].

Для екологічної оцінки гідроекосистем запропоновано низку цитологічних, фізіологічних, молекулярних показників, які характеризують стан популяції й угруповань [15; 16; 31]. Однак загальних критеріїв оцінки екологічного стану водних екосистем нині не існує, оскільки механізми впливу різних ксенобіотиків, зокрема важких металів, гербіцидів, радіонуклідів, органічних забруднювачів, стічних вод промислових, комунальних і тваринницьких підприємств, на гідробіонтів значно різняться, а їхня дія залежить від сезону року, тривалості впливу, концентрації та багатьох інших чинників [3]. Незважаючи на те, що водні екосистеми характеризуються відносною стабільністю, наявністю енергетичних потоків, а також селективністю токсичних агентів, більшість забруднювачів води здатні порушувати міжвидові відносини та сприяти виникненню стресових навантажень на гідробіонтів [16; 26].

Тривалий час для об'єктивної оцінки екологічного стану водних екосистем використовують методи патофізіологічних досліджень риб. Із цією метою використовують значну кількість клінічних, патологоанатомічних, гістологічних, цитогенетичних і біохімічних досліджень, які проведені на рибах із забруднених річок. Окрім значної кількості фізіолого-біохімічних показників, які змінюються в риб у відповідь на дію забруднювачів води, більшість із них рекомендовані як критерії для оцінювання екологічного стану водойм. Останнім часом також поширилися методи, засновані на контролі клінічного стану та патологоанатомічних досліджень, які застосовуються у практиці ветеринарної медицини [22].

До уваги в цьому разі беруть стан шкіряного покриву (наявність слизу), пігментів шкіри, плавців, анального отвору, зябрових кришок, дуг, пелюсток, ротового отвору, рота, ока й осьового скелета. Досліджують пружність м'язів, стан та розміщення внутрішніх органів – серця, печінки, нирок, шлунка, кишечника, особливо слизової оболонки, наявність крововиливів, ексудату, їхній розмір, колір і консистенцію [22].

У риб із річок, забруднених стоками промислових підприємств, спостерігали помутніння рогівки ока, зміну забарвлення поверхні тіла, гіперплазію пелюсток зябер, збільшення розмірів серця, нирок, зміну кольору печінки, утворення перетинок на гонадах, міопатію, порушення формування кісток черепа.

Вплив ксенобіотиків на риб, за даними численних досліджень, проявляється в руйнуванні волокон

і м'язів серця, дистрофією м'язових волокон, жировою інфільтрацією міокарда, гіперплазією пелюсток зябер, зміною їхнього кольору, злущенням епітелію пелюсток, застійними явищами в судинах, дегенеративними змінами хрящової тканини зябер.

У риб унаслідок дії токсикантів води часто спостерігаються міопатія м'язів, асинхронний розвиток ікри, ліпідне і сполучнотканинне переродження яєчників і сім'яників, резорбція і дегенерація ооцитів, лізис їхніх оболонок, утворення кістозних вузлів [29]. Часто в риб реєструють некроз паренхіми печінки, надмірний розвиток сполучної тканини, руйнування ядер гепатоцитів, надлишкову проліферацію сполучної тканини, крововиливи, ліпідну дегенерацію, вакуольну жирову дистрофію паренхіми, новоутворення. Зареєстровано значні порушення функції нирок у риб під впливом різних ксенобіотиків. У таких риб діагностують порушення структури сечовивідних каналців, гіперплазію, нефропатію і розростання паренхіми нирок.

Розвиток токсикозу у риб під дією ксенобіотиків різного механізму дії, який умовно ділять на окремі стадії: контакту, мобілізації, дестабілізації і деградації, проявляється спочатку значними змінами гематологічних показників, перед появою інших видів патологій [21].

Вплив токсикантів води на кровотворні органи риб є одним із механізмів їхньої адаптації до зміни екологічного стану водного об'єкта, а морфологічний склад крові може бути важливим діагностичним тестом під час оцінювання екологічного стану водойм [21].

У разі довготривалої дії токсичного чинника на риб спостерігають незворотні зміни в системі кровотворення. За дії підвищених доз ксенобіотиків у риб розвивається анемія, яка супроводжується дегенеративними змінами у кровотворних органах, печінці, нирках та зябрах [21; 22].

Виходячи із наведених даних, низка авторів [21] рекомендують як чутливий індикатор негативного впливу токсикантів води на ранніх стадіях вести контроль гематологічних показників. У риб це пов'язано з тим, що саме кровоносна система реагує на зміну екологічного стану водного об'єкта однією з перших шляхом руйнування клітин крові та появою їхніх незрілих форм [21]. З огляду на ці зміни крові риб, метод гематологічного аналізу є одним з основних під час вивчення впливу токсикантів на риб і оцінки екологічного тиску на природні водойми.

Негативний вплив токсикантів на гідробіонтів пов'язаний із змінами морфофункціональної організації органів і тканин, а також дегенеративними процесами, які виникають у їхньому організмі. Найбільш суттєві зміни гістоструктури під впливом різних ксенобіотиків у риб зареєстровано з боку паренхіматозних органів [22]. У печінці риб, які тривалий час перебували у воді, забрудненій органічними ксенобіотиками, токсичними сполуками чи

важкими металами, діагностували деструкцію клітин паренхіми печінки – гепатоцитів, розростання сполучної тканини, ліпідну дегенерацію. У нирках риб за дії токсикантів спостерігали гіперемію, дистрофічні зміни епітелію каналців і капсули, некробіоз тканин, які характеризували як інтерстиціальний нефрит, посилений нефрокальцитозом сечовивідних шляхів [13]. Однак найбільше забруднюючі речовини водоїм впливають на зябровий апарат риб, який забезпечує зв'язок організму з водним середовищем. Установлено, що вплив токсикантів води на зябра риб пов'язаний із набуханням респіраторного епітелію, гіперемією пелюсточок, крововиливами, некрозом і злущуванням епітеліальних клітин [22; 23]. Токсиканти води змінюють роботу серцево-судинної системи риб, викликають розширення і переповнення кров'ю шлуночків і судин серця, дрібні крововиливи в міокарді, дистрофічні зміни м'язових волокон, білкову дистрофію м'язів, жирове переродження тканин серця [22].

Ксенобіотики різного походження порушують водно-сольовий обмін у риб, впливають на засвоєння макро- і мікроелементів організмом риб із води через зябра, особливо кальцію. Це є однією із причин остеопорозу або сколіозу в риб за дії токсикантів [8].

У риб, які тривалий період часу перебували під впливом органічних ксенобіотиків, забруднювачів неорганічного походження, стоків промислових підприємств, зареєстровано порушення відтворювальної здатності, що пов'язують із переродженням яєчників через збільшення ліпоїдних включень та розростання сполучної тканини [29]. Ці зміни призводять до порушення функції яєчників і сім'яників, резорбції і дегенерації ооцитів, виникнення кістозних утворень, появи гермафродитних особин [29].

Останніми роками все більше уваги під час еко-токсикологічного оцінювання забруднення природних водоїм приділяють біохімічним показникам, які є основними критеріями для виявлення механізмів впливу токсикантів на риб. Дію токсикантів на метаболічні процеси у тканинах і органах пов'язують із впливом на ендокринну систему риб шляхом збільшення кількості адреналіну, норадреналіну і катехоламінів, а також активацією гіпоталамо-гіпофізно-надниркової системи, що викликає збільшення вмісту кортикостероїдів і АТФ [18]. За невеликих концентрацій ксенобіотиків у воді основними кількісними ознаками виникнення токсикозу в організмі риб є підвищення активності ключових ферментів лізосом, вмісту жирних кислот, особливо низькомолекулярних, вільних амінокислот, триацилгліцеридів, жовчних кислот, активності ензимів тощо [6]. Більшість цих показників рекомендовано використовувати в біотестуванні екологічного стану водоїм [6].

Метаболічну відповідь риб на тривалу дію токсикантів пов'язують також з активацією енергетичних процесів завдяки стимуляції реакцій гліколізу, гальмуванням синтезу замісних амінокислот і білків,

посиленням катаболізму глікогену, ліпідів і білків [22]. На основі одержаних даних запропоновано загальну схему розвитку токсикозу в риб під впливом різних доз ксенобіотиків. Так, за гострої токсичності забруднюючих речовин в органах і тканинах риб відбуваються незворотні зміни структури і функції клітин, що веде до загибелі організму. Хронічну дію токсичних агентів пов'язують із мобілізацією захисних систем організму риб, посиленням енергетичного обміну, детоксикаційної функції печінки, зміною гематологічних показників [22; 23]. За незначних концентрацій токсикантів у воді риби адаптуються до їхнього впливу зміною фізіолого-біохімічних процесів в організмі. У такому разі захисні системи організму риб компенсують руйнівну дію токсикантів, але водночас можуть з'являтися перші ознаки захворювань організму. Наслідком цього може бути адаптація риб до дії токсикантів або подальша деградація в органах і системах, що часто використовується для оцінки екологічного стану водоїм.

Узагальнюючи наведені дані, можна зробити висновок, що найбільш доступними в оцінці екологічного стану природних водоїм є методи клінічного і патолого-анатомічного дослідження риб. Вони можуть бути використані як експрес-методи під час екологотоксикологічної оцінки водних екосистем за дії рідких відходів тваринних підприємств та промислових об'єктів.

Для оцінки токсичності різних забруднювачів води рекомендовано використовувати активність ряду ензимних систем крові і тканин риб, зокрема лужної фосфатази, аланін- і аспартатамінотрансферази, а також різні види оксигеназ, які беруть участь у знешкодженні ксенобіотиків у тканинах [36]. До останніх відносять такі ферменти, як: цитохром P₄₅₀, гідроксилази і ксантиоксидази. Вказані ферменти відіграють ключову роль у перетворенні ксенобіотиків в організмі, в основному на водорозчинні сполуки, які здатні утворювати кон'югати з іншими метаболітами і виводитись через нирки із сечею або з печінки із жовчю [19]. До групи оксидаз, які беруть участь у знешкодженні ксенобіотиків, відносять флавіновмістимі оксигенази, молібденоксигенази, до яких входять альдегідоксидаза і ксантиоксидаза, простагландин-Р-синтетаза, ліпоксигеназа, амінооксидаза, альдегідрогеназа [19]. Проведеними дослідженнями підтверджено участь ксантиоксидази і ксантиндегідрогенази в метаболізмі ксенобіотиків у тканинах, активність яких значно знижується.

Головні висновки та перспективи досліджень. Отже, критерії оцінки екологічного стану водоїм базуються на дослідженні структури водних екосистем, показників біорозмаїття, функціональних особливостей представників фіто- та зоопланктону, біопродуктивності об'єктів аквакультури, морфометричних ознак, морфологічних показників у безхребетних і риб, окремих компонентів пластичного обміну у тканинах.

Література

1. Антоновский А.Г., Демченко В.А., Демченко Н.А. Перспективы использования особей, популяции и сообществ рыб в системе биоиндикации качества воды и состояния гидроекосистем. *Вісник Запорізького національного університету*. 2008. № 1. С. 30–34.
2. Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. Киев : Ай-Би, 2004. С. 60.
3. Екологічна оцінка стану довкілля в зонах виробництва продукції птахівництва / В.П. Бородай та ін. *Сучасне птахівництво*. 2014. № 4 (137). С. 22–25.
4. Водна рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. Київ : 2006. 240 с.
5. Дятлов С.Е. Роль и место биотестирования в комплексном мониторинге морской среды. *Экология моря*. 2000. № 51. С. 83–87.
6. Жиденко А.А. Особенности пластического обмена карпа разного возраста под действием гербицидов. *Вісник Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара. Серія «Біологія. Екологія»*. 2008. № 1 (16). С. 84–92.
7. Захаров В.М. Здоровье среды: методика оценки. Москва : Центр экологической политики России, 2000. 68 с.
8. Земнов Г.В., Журавлева Г.Ф. Кинетика патологических изменений при кумулятивном токсикозе в организме как критерий сопротивляемости популяции рыб. *Экология животных*. 2004. № 1. С. 41–47.
9. Изменчивость признаков осевого скелета у сеголеток плотвы после воздействия токсических веществ в период раннего индивидуального развития / А.Н. Касьянов и др. *Вопросы ихтиологии*. 2001. № 41 (4). С. 495–503.
10. Оценка генотоксичности наночастиц на морских гидробионтах с помощью метода ДНК-комет / С.П. Кукла и др. *Современные методы исследования состояния поверхностных вод в условиях антропогенной нагрузки : материалы V Всероссийской конференции по водной экотоксикологии*, Борок, 28 октября – 1 ноября 2014 г. Ярославль : Из-во ООО «Филигрань», 2014. II. С. 65–69.
11. Курбатова І.М., Тулицька О.М. Вплив абіотичних факторів на організм прісноводних риб (літературний огляд). *Вісник Запорізького національного університету. Серія «Біологічні науки»*. 2015. № 2. С. 99–108.
12. Курбатова І.М., Тулицька О.М., Смоленський О.О. Вплив антропогенних чинників на якість води рибогосподарської водойми ЗАТ «Антонов» с. Круглик. *Питання біоіндикації та екології*. 2014. № 19 (1). С. 107–115.
13. Лукин А.А., Шамрова Ю.Н. Оценка качества вод на основе гистологических исследований (на примере Кенозеро). *Водные ресурсы*. 2004. № 4. С. 481–489.
14. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / О.П. Мелехова и др. Москва : Академия, 2007. 288.
15. Мелехова О.П., Сарапульцева Е.И., Евсеева И.Т. Биологический контроль окружающей среды. Биоиндикация и биотестирование. Москва : ИЦ «Академия», 2010. 288 с.
16. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. Київ : Логос, 2006. 408 с.
17. Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение / под ред. О.Ф. Филенко. Москва : Из-во ВНИИРО ; Борок, 1998. 46 с.
18. Микряков Д.В., Микряков В.Р. Влияние гормона стресса кортизона на лейкоциты крови карася *Carassius carassius* L. *Биология внутренних водоемов*. 2005. № 4. С. 90–94.
19. Миронюк М.О., Арсан О.М., Хоменчук В.О. Вплив сирої нафти і дизпалива на активність сукцинатдегідрогенази та цитохромоксидази в організмі коропа (*Cyprinus carpio* L.). *Гідробіологічний журнал*. 2011. № 47 (2). С. 112–118.
20. Биологические методы оценки качества вод. Биоиндикация / Т.И. Моисеенко и др. *Вестник Тюменского государственного университета*. 2010. № 7. С. 20–40.
21. Моисеенко Т.И. Гематологические показатели рыб в оценке их токсикозов. *Вопросы ихтиологии*. 1998. № 2. С. 371–380.
22. Моисеенко Т.И., Лукин А.А. Патологии рыб в загрязненных водоемах и их диагностика. *Вопросы ихтиологии*. 1999. № 4. С. 535–547.
23. Моисеенко Т.И., Соромотин А.В., Шалабодов А.Д. Качество вод и методология нормирования загрязнения. *Вестник Тюменского государственного университета*. 2010. № 7. С. 5–19.
24. Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб. Москва : Наука, 2004. 215 с.
25. Биоиндикация экологического состояния водоёмов в черте г. Киева / В.Д. Романенко и др. *Гидробиологический журнал*. 2010. № 46 (2). С. 3–23.
26. Романенко В.Д., Медовик Д.В. Видовий склад та екологічна характеристика іхтіофауни малих річок урбанізованих територій. *Гідробіологічний журнал*. 2017. № 53 (4). С. 3–12.
27. Слободскова В.В., Кукла С.П., Челомин В.П. Кометный анализ как тест на генотоксичность морских прибрежных акваторий. *Современные методы исследования состояния поверхностных вод в условиях антропогенной нагрузки : материалы V Всероссийской конференции*, Борок, 28 октября – 1 ноября 2014 г. Ярославль : Из-во ООО «Филигрань», 2014. С. 160–163.
28. Тулицька О.Н., Смоленський О.О., Курбатова І.Н. Биохимические показатели крови карпа (*Cyprinus carpio* L.) под воздействием алифатических аминов. *Вестник Тверского государственного университета*. 2015. № 4. С. 33–40.
29. Шатуновский М.И., Акимова Н.В., Рубан Г.И. Реакция воспроизводительной системы на антропогенное воздействие. *Вопросы ихтиологии*. 1996. № 36 (2). С. 229–247.
30. Шорникова Е.А., Хайрулова Т.И., Шведюк Т.О. Микробиологические исследования в мониторинге антропогенно нарушенных участков реки Оби в акватории города Сургута. *Современные методы исследования состояния поверхностных вод в условиях антропогенной нагрузки : сборник материалов VI Всероссийской конференции*, Борок, 14–17 сентября 2017 г. Ярославль : Из-во ООО «Филигрань», 2017. С. 117–120.
31. Шулидов А.В., Хорунжа Т.А. Методы токсикологической оценки загрязнения экосистем. Москва : Гидрометеиздат, 1994. 124 с.

32. Щербак В.І., Семенюк Н.Є. Індикація впливу урбанізацій на водойми за різноманіттям фітопланктону. *Доповіді Національної академії наук України*. 2006. № 12. С. 170–175.
33. Copper Oxide Are Highly Toxic between Metal Oxide Nanoparticles and Carbon Nanotubes / H.L. Karlson et al. *J. Chem. Research Toxicology*. 2008. № 21 (5). P. 1726–1732.
34. Zakharenko M., Tupitska O., Yaremchuk O., Chopil L. Effect of antibiotics, hormones and anthelmintic on high molecular weight protein fractions in the common carp / I. Kurbatova et al. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2020. № 10 (2). P. 76–80.
35. Niimi A.J. Review of biochemical method and other indicators to assess fish health in aquatic ecosystems containing toxic chemicals. *J. Great Lakes Research*. 1990. № 16. P. 529–541.
36. Water quality. Determination of the inhibition of the mobility *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) Acute toxicity test. ISO 6341. 1996.